

**VYSOKÁ ŠKOLA BÁŇSKÁ - TECHNICKÁ  
UNIVERZITA OSTRAVA**

**Hornicko - geologická fakulta**

**Institut environmentálního inženýrství**

**Fosfor - limitující prvek eutrofizace**

**Phosphorus - an Element Limiting Eutrophication**

**bakalářská práce**

**Autor: Petr Kotula**

**Vedoucí bakalářské práce: Ing. Hana Škrobánková, PhD.**

**Ostrava 2011**

## Zadání bakalářské práce

Student: **Petr Kotula**  
Studijní program: B2102 Nerostné suroviny  
Studijní obor: 3904R005 Environmentální inženýrství  
Téma: **Fosfor - limitující prvek eutrofizace**  
**Phosphorus - an Element Limiting Eutrophication**

Zásady pro vypracování:

1. Eutrofizace - Příčiny a faktory ovlivňující eutrofizaci ve vodních nádržích
2. Zdroje a funkce živin ve vodních ekosystémech
  - 2.1. Hydrochemické chování fosforu ve vodách
  - 2.2. Formy výskytu fosforu ve vodách.
  - 2.3. Koloběh fosforu ve vodním prostředí.
  - 2.4. Metody stanovení fosforu ve vodách.
  - 2.5. Zdroje fosforu v povodí a jejich význam z hlediska eutrofizace.
  - 2.6. Koncentrace fosforu v nádržích jako hlavní faktor určující ekologický stav vodního ekosystému.
  - 2.7. Faktory ovlivňující zadržování (retenci) fosforu v nádržích
3. Sinice, vodní květy sinic
4. Technologické možnosti snížení znečištění vod živinami

Seznam doporučené odborné literatury:

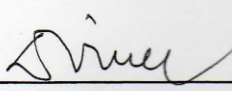
1. MARŠÁLEK, B., MARVAN, P. & KERŠNER, V. (2001): Analýza trendů masového rozvoje fytoplanktonu Brněnské přehrady. Flos Aquae Team, Brno.
2. KOČÍ, V., BURKHARD, J. & MARŠÁLEK, B. (2000): Eutrofizace na přelomu tisíciletí. In Eutrofizace 2000 (ed. V. Kočí), pp. 3-13. VŠCHT - fakulta technologie ochrany prostředí, Praha.
3. BOROVEC J., HEJZLAR J., MARŠÁLEK B. (2004): Možnosti snižování koncentrací forem fosforu v povodí a v nádržích. Sb. Cyanobakterie, 2004, Brno. Maršálek B. (Edit.), Vodní zdroje EKOMONITOR spol. s r.o., Chrudim, str. 96-107.

Formální náležitosti a rozsah bakalářské práce stanoví pokyny pro vypracování zveřejněné na webových stránkách fakulty.

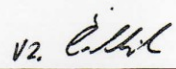
Vedoucí bakalářské práce: **Ing. Hana Škrobánková, Ph.D.**

Datum zadání: 31.10.2010

Datum odevzdání: 30.04.2011

  
prof. Ing. Vojtech Dirner, CSc.  
vedoucí institutu



  
prof. Ing. Vladimír Slivka, CSc., dr.h.c.  
děkan fakulty

## Prohlášení

- Celou bakalářskou práci včetně příloh, jsem vypracoval(a) samostatně a uvedl(a) jsem všechny použité podklady a literaturu.
- Byl(a) jsem byl seznámen(a) s tím, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č.121/2000 Sb. - autorský zákon, zejména § 35 – využití díla v rámci občanských a náboženských obřadů, v rámci školních představení a využití díla školního a § 60 – školní dílo.
- Beru na vědomí, že Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava (dále jen VŠB-TUO) má právo nevýdělečně, ke své vnitřní potřebě, bakalářskou práci užít (§ 35 odst. 3).
- Souhlasím s tím, že jeden výtisk bakalářské práce bude uložen v Ústřední knihovně VŠB-TUO k prezenčnímu nahlédnutí a jeden výtisk bude uložen u vedoucího bakalářské práce. Souhlasím s tím, že údaje o bakalářské práci, obsažené v Záznamu o závěrečné práci, umístěném v příloze mé bakalářské práce, budou zveřejněny v informačním systému VŠB-TUO.
- Souhlasím s tím, že bakalářská práce je licencována pod Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 3.0 Unported licencí. Pro zobrazení kopie této licence, je možno navštívit <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/> Bylo sjednáno, že s VŠB-TUO, v případě zájmu o komerční využití z její strany, uzavřu licenční smlouvu s oprávněním užít dílo v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona.
- Bylo sjednáno, že užít své dílo – bakalářskou práci nebo poskytnout licenci k jejímu komerčnímu využití mohu jen se souhlasem VŠB-TUO, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly VŠB-TUO na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše).

V Ostravě: .....

.....

Podpis studenta

## **ANOTACE**

V této práci se zabývám problematikou eutrofizace a fosforu, jako jejím limitujícím prvkem. V první části vás obeznámím se základním pojednáním o eutrofizaci v obecné rovině a podložím základní fakta a limitující prvky týkající se této problematiky. Následuje rozbor zdrojů živin a to především fosforu. Jelikož je fosfor stěžním tématem mé práce, tuto problematiku řeším do hloubky a snažím se uvést většinu důležitých forem fosforu a jeho indikaci, koloběh či stanovení. Dále se zabývám zhodnocením souvislostí mezi množstvím živin a následným zvýšeným růstem sinic a řas. Nakonec vyhodnocuji možné technologické postupy, které vrací rovnováhu poměru živin v našich vodách.

## **ABSTRACT**

This paper deals with the problems of eutrophication and phosphorus as the limiting factor. The first part you get acquainted with the basic ideas about eutrophication in general and the subsoil and bedrock-limiting elements on this issue. An analysis of sources of nutrients, especially phosphorus. Since phosphorus stěžním theme of my work, I deal with this issue in depth and try to bring the most important forms of phosphorus and its indication, circulation, and the setting. I'm also concerned evaluation of the relationships between nutrients and the subsequent increased growth of algae and cyanobacteria. Finally, evaluate possible technological processes, which returns the relative balance of nutrients in our waters.

# Obsah bakalářské práce

<b>1</b>	<b>ÚVOD .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>EUTROFIZACE .....</b>	<b>2</b>
2.1	<i>Příčiny eutrofizace.....</i>	4
2.2	<i>Limitující prvky .....</i>	4
2.3	<i>Fosfor-limitující prvek eutrofizace.....</i>	5
<b>3</b>	<b>ZDROJE ŽIVIN A JEJICH FUNKCE VE VODNÍCH EKOSYSTÉMECH.....</b>	<b>6</b>
3.1	Fosfor jako prvek.....	9
3.2	Hydrochemické chování fosforu ve vodách .....	10
3.3	Formy výskytu fosforu ve vodách.....	12
3.4	Koloběh fosforu ve vodním prostředí .....	12
3.5	Metody stanovení fosforu ve vodách.....	15
3.6	Zdroje fosforu v povodí a jejich význam z hlediska eutrofizace .....	16
3.7	Koncentrace fosforu v nádržích jako hlavní faktor určující ekologický stav vodního ekosystému .	17
3.8	Důsledky znečištění povrchových vod živinami.....	19
3.9	Možnosti indikace a hodnocení trofie .....	20
3.9.1.	HODNOCENÍ PODLE ZVÝŠENÉ NABÍDKY ŽIVIN .....	21
3.9.2.	HODNOCENÍ PODLE RŮSTOVÉ ODEZVY IN VITRO.....	21
3.9.3.	HODNOCENÍ PODLE KONCENTRACE BIOMASY IN-SITU .....	22
3.9.4.	HODNOCENÍ PODLE TROFIE A DRUHOVÁ DIVERZITA .....	22
<b>4</b>	<b>SINICE, VODNÍ KVĚTY SINIC.....</b>	<b>24</b>
4.1.	Morfologie, ekologie a rozšiřování toxické invazivní sinice cylindrospermopsis raciborskii .....	24
4.1.1.	Morfologie .....	24
4.1.2.	Ekologie.....	24
4.2.	Tradiční a nové cyanotoxinny ve vodách České republiky .....	25
4.3.	Sinice a koupání v přírodě.....	26
4.4.	Historie a vývoj metod pro kvantifikaci a zjišťování podílu sinic na fytoplanktonu .....	28
<b>5</b>	<b>TECHNOLOGICKÉ MOŽNOSTI SNÍŽENÍM ZNEČIŠTĚNÍ VOD ŽIVINAMI.....</b>	<b>31</b>
<b>6</b>	<b>ZÁVĚR .....</b>	<b>33</b>
	<b>LITERATURA .....</b>	<b>34</b>

## SEZNAM ZKRATEK

ATP	adenosintrifosfát
NH <sub>4</sub>	amoniak
°C	celsiův stupeň
ČOV	čistírna odpadních vod
dl	decilitr
N	dusík
NO <sub>3</sub>	dusičnan
EU	Evropská Unie
P	fosfor
Ha	hektar
Al	hliník
Mg	hořčík
HPLC	high performance liquid chromatography
kg·m <sup>-3</sup>	kilogram na metr krychlový
m	metr
mg	miligram
mg·g <sup>-1</sup>	miligram na gram
mg·l <sup>-1</sup>	miligram na litr
μm	mikrometr
μg	mikrogram
μg·l <sup>-1</sup>	mikrogram na litr
nm	nanometr
RNA	ribonukleová kyselina
RRP	rozpuštěný reaktivní fosfor
S	síra
S <sup>2-</sup>	sulfid
Ca	vápník
Fe	železo

## 1 ÚVOD

Voda je na celém světě surovinou, jejíž význam neustále stoupá a kterou lidská společnost potřebuje bezpodmínečně ke svému životu. S rozvojem průmyslu a také zemědělství rostou nové požadavky na zásoby zdravotně nezávadné vody. Zdroje podzemní vody, které byly v minulých letech využívány k zásobování, jsou dnes již nedostačující, a proto se přistupuje stále více k používání vod povrchových.

Změny ve způsobu zásobování vodou nesou sebou nové problémy nejen v jejím zajišťování, ale také v úpravě a výsledné kvalitě. Hygienické a technické potíže, které jsou průvodním jevem výskytu vodních organismů v povrchových vodách, si vyžadují celou řadu ochranných opatření nejen ve vodárnách, v průmyslu a při rekreaci, ale dnes již také přímo v zásobárnách a zdrojích vod, tj. hlavně v údolních nádržích, rybnících, zdržích podobně.

Naše společnost však ve stále větší míře ničí nebo znehodnocuje zásoby povrchových i podzemních vod. Paradoxem je na jedné straně vědomí, že vody je nedostatek, a na straně druhé až trestuhodná bezstarostnost v hospodaření vodou. Tato skutečnost je však průvodním jevem dnešní doby.

Proces znehodnocování kvality vody, spjatý s civilizací, má svůj název – je to eutrofizace, která se šíří a rozmáhá v civilizovaných krajinách úděsnou rychlostí. Proces eutrofizace je jedním z významných dílčích problémů znečišťování a zatěžování stojatých a tekoucích povrchových vod, které jsou důležitou součástí našeho životního prostředí.

## 2 EUTROFIZACE

Eutrofizace je obecný termín používaný hydrology k popisu sady příznaků, kterými jezero reaguje na hnojení živinami (Schindler, 2008).

Eutrofizace je soubor přírodních a uměle vyvolaných procesů, které vedou ke zvyšování obsahu anorganických živin ve stojatých a tekoucích vodách (Kočí et al., 2000). Při vysokém obsahu živin dochází k narušení přirozené rovnováhy vodních systémů (WHO, 2002).

Eutrofizace vod je složitý proces neustálého obohacování vod minerálními živnými látkami a tím zapříčiněné rostoucí intenzity biologických pochodů, které vedou především k tvorbě nežádoucích monokultur a intenzivnímu zarůstání vodního tělesa, a jehož následky jsou většinou pro zasažený biotop katastrofální. Jako příčina eutrofizace je obecně označováno zvýšení přísunu živných látek z různých zdrojů lidské činnosti a hlavní úloha je v tomto souboru látek přisuzována fosforu a dusíku (Štěpánek, Červenka, 1974).

Shrneme-li všechny současné dostupné údaje a držíme-li se širšího významu pojmu, potom můžeme pod eutrofizaci zahrnout vše, co přispívá k zvýšení přísunu živých látek a jejich množství vně i uvnitř vodního tělesa a co se projeví bezprostředně na zvýšení jeho produktivity. Toto dodatečné určení je nutné, protože pouhé zvýšení hladiny živných látek ve vodě je tak dlouho bezvýznamné, pokud není do procesu eutrofizace zapojena biocenóza a pokud z toho nenastanou pro metabolismus vody nepříjemné nebo nežádoucí následky. Znaky začínající eutrofizace, právě tak jako následky již probíhající eutrofizace vod, jsou rozmanité. Je to především nadměrný rozvoj sinic, řas a rostlin, druhově chudá biocenóza fytoplanktonu, výskyt typických organismů v planktonu, břehové nebo říční vegetaci, snížení průhlednosti a změny barvy vody, výskyt kyslíkového maxima a minima ve skočné vrstvě, v létě snížení nasycení vrstev u dna kyslíkem, kvalitativní a kvantitativní změny fauny dna a příbřežní oblasti, změny v druhovém složení ryb a konečně také chemicky jednoznačně stanovitelné zvýšení průměrné hladiny živin (Štěpánek, Červenka, 1974).



V povrchových vodách s pokročilou eutrofizací jsou tyto znaky výraznější, později dochází k intenzivnějším změnám až ke kalamitám, jako jsou vodní květy, převládající monokultury sinic, pravidelné vymizení kyslíku ze spodních vrstev vody a akumulace většího množství živin, výskyt sirovodíku, amoniaku, nemineralizovaných organických látek, železa a manganu, tvorba metanu, eliminace fauny dna a ušlechtilých druhů ryb a zarůstán přibřežních oblastí a tekoucích vod řasami a vyššími rostlinami. Z hygienického a praktického hlediska nastávají potíže s úpravou vody různými technologickými postupy, dochází k ucpávání filtrů, zarůstání potrubí, tvorbě sraženin železa a manganu. Zvětšuje se koroze, objevují se nárosty na chladicích věžích, stěnách bazénů a přehradních zdí, dále nepříjemné estetické pachové a chuťové závady na hladině vod se vyskytují plovoucí povlaky organické hmoty, vodní květy, voda je silně zbarvena vegetačním zbarvením, nejrozličnější organismy pronikají do upravené pitné vody ve vodovodní síti, je znesnadněn nebo dokonce znemožněn rybolov sítěmi a rekreační koupání může být ohrožováno škodlivými metabolity a produkty rozpadu některých druhů fytoplanktonu, jakož i jinými úkazy (Vollenweider, 1968).

Vodní květy, výskyt nežádoucích druhů a nadměrný rozvoj fytoplanktonu jsou závažnou hygienickou závadou nejen na vodárenských nádržích, ale na všech povrchových vodách, ať již slouží k jakémukoli účelu, rekreaci nevyjímaje. (Štěpánek, Červenka, 1974)

K explozi sinicového vodního květu postačuje plně 10 µg fosforu v litru vody. Zvážíme-li účinnost nejmodernějších čistíren odpadních vod s několikasupňovým biologickým dočišťováním, a dále jen nedostatečně nebo vůbec nepodchycené zdroje živin ze zemědělství, atmosféry a ostatního životního prostředí, pochopíme, že v našich podmínkách nelze současně provést dokonalou asanaci oblastí jednotlivých povodí, ani akumulací. V řadě případů by vedla účinná asanace k zásadní přestavbě struktury zemědělství a takový zásah do národního hospodářství by si nemohl dovolit ani žádný větší stát. (Štěpánek, Červenka, 1974)

Přirozená eutrofizace povrchových vod je nevratný proces, jehož intenzita v dané nádrži s přibývajícím časem neustále narůstá, nemluvě o indukované eutrofizaci podmíněné především lidskou činností, a proto nám zbývá v současné době k řešení kvality a nezávadnosti eutrofizovaných vod jen umělé zásahy do tohoto, civilizačním faktorem

urychleného, přirozeného procesu (Hasle, 1947). Vždyť odpadní vody, přicházející do povrchových vod, jsou rovněž nepřirozenými zásahy civilizace s velmi negativním působením. Proto není nutné mít obavy z takových zásahů, které naopak mají přinést narušenou rovnováhu vodního prostředí do původního stavu nebo alespoň následky eutrofizace zmírnit na přijatelnou míru. (Štěpánek, Červenka 1974).

## 2.1 Příčiny eutrofizace

Jedná se především o zvýšené znečišťování povrchových vod fosforem. Hlavním zdrojem fosforu v našich řekách jsou odpadní vody. Zemědělství (rostlinná výroba) se podílí na zvyšování koncentrací fosforu ve vodním prostředí méně, neboť pokud nejsou pole přehnojována nebo není silná erozní činnost splachující půdu z polí, většina fosforu se zadržuje v půdě. Fosfor ve splaškových vodách pochází jednak z lidských exkrementů, jednak z pracích prostředků. Znečištění povrchových vod fosforem z tohoto zdroje se výrazně zvýšilo právě v posledních dvaceti letech, je zde tedy nápadná souvislost se zavedením tzv. výkonnějších pracích prostředků obsahujících fosfáty. (Maršálek, Maršálková 2009)

## 2.2 Limitující prvky

Kromě uhlíku, kyslíku a vodíku, které rostliny získávají přímo z vody a atmosférického oxidu uhličitého, jsou pro jejich vývoj potřebné dvě základní živiny: dusík a fosfor. Třetí nezbytnou složkou je křemík, který je nezbytný pro rozvoj rozsivek.

V průběhu eutrofizace se koncentrace živin ve vodě mění. V některých případech může být jedna ze tří živin vázána ve vodních organismech a nedostupná pro další růst řas – je dle Liebigova zákona minima tzv. limitujícím faktorem (WHO, 2002).

Poměr sloučenin dusíku a fosforu ve vodě určuje, který z nich bude faktorem limitujícím, a tedy který z nich je nutné kontrolovat, aby se zamezilo nadměrnému růstu řas. Pro optimální růst organismů je poměr dusíku a fosforu přibližně 100:1 (Kočí et al., 2000). Většina autorů považuje za hlavní limitující živinu fosfor (Lellák & Kubiček, 1992).

Vody sladkovodních nádrží můžeme dle množství živin klasifikovat do několika skupin: oligo-, meso-, eutro- a hypertrofní.

### **2.3 Fosfor-limitující prvek eutrofizace**

Fosfor je biogenní prvek, který silně ovlivňuje hlavní produkci zelených rostlin. Kromě dusíku je základním prvkem výživy sinic a řas. Optimální poměr těchto dvou prvků je 100:1, kde větší podíl má dusík. Podle Liebigova zákona minima z toho vyplývá, že fosfor má klíčovou roli jako limitující prvek v nárůstu řasové biomasy. V praxi to znamená, že čím více je fosforu v povrchových vodách, tím více rostou řasy a sinice (Kočí et al., 2000).

### 3 ZDROJE ŽIVIN A JEJICH FUNKCE VE VODNÍCH EKOSYSTÉMECH

Znečišťování povrchových vod fosforem je stěžejním faktorem eutrofizace, která je nyní jeden z největších problémů týkajících se jakosti vody a ekologického potenciálu ve vodních tocích a nádržích v České republice. Důležitost výskytu fosforu v procesu eutrofizace u nás není zcela zřejmá a i ve vodohospodářské zprávě o něm mají nepřesná mínění. Díky tomu dochází k nesprávnému stanovení příčin problému a neefektivnímu řešení dané situace.

Rozeznáváme tři základní zdroje fosforu:

- Difúzní v povodí nad nádrží
- Bodové zdroje fosforu – komunální odpadní vody – typicky ČOV
- Vnitřní zdroje fosforu v nádrži – sedimenty, obrat živin v biotě vodního ekosystému a jeho pulzace, v některých nádržích je významný zdroj fosforu rekreace, především sportovní rybolov, kdy návnady a zakrmování lovičích míst vnáší bilančně významné zatížení živinami. (Maršálek, Maršálková 2009)

Dle struktury a využívání krajiny v povodí tvoří dominantní zdroje buď bodové, nebo difúzní zdroje, přičemž nelze obecně tvrdit, že např. v rámci EU jsou jednoznačně všude dominující bodové zdroje, když dle některých studií je fosfor z nedokonale vyčištěných odpadních vod důležitým zdrojem pro nemalé množství nádrží. Velmi často je diskutováno, zda je prioritou odstraňovat fosfor z bodových, nebo zda z difúzních zdrojů. Převažující názor říká, že bodové zdroje jsou lépe řiditelné, existují dostupné technologie a jsou finančně hodnotitelé. Naopak difúzní zdroje fosforu jsou rozptýleny na velké ploše v malých koncentracích, jsou technologicky náročnější a jejich efekt a výsledky ovlivňuje více parametrů, které se hůře ovlivňují, než v případě bodového zdroje. Realizace opatření v povodích jsou závislá na velkém množství vlastníku pozemků, vztazích mezi uživateli a způsobu užívání krajiny. (Maršálek, Maršálková 2009)

Komplexní pozemkové úpravy citlivých územních jsou realizovatelné, ale jejich cost-effectivity analýzy nejsou vždy jednoznačně pozitivně hodnocené vzhledem k retenci fosforu a navíc je často požadována zásadní, až nereálná změna struktury využívání krajiny. Naopak protipovodňová a protierozní opatření jsou často jednoznačně cílená, jsou na ně definované dotační tituly a krom vody zadrží významné množství živin a sedimentovaných částic v povodí nad nádrží. (Maršálek, Maršálková 2009)

Eutrofizaci lze podle původu živin dělit na přírodní a umělou. Přírodní eutrofizace je zapříčiněna uvolňováním dusíku a fosforu, případně silikátů z půdy, sedimentů a odumřelých vodních organismů. Umělá eutrofizace vzniká intenzivní zemědělskou výrobou, některými druhy průmyslových odpadních vod, používáním poly-fosforečnanů v pracích a čisticích prostředcích a zvýšenou produkcí komunálních odpadních vod a odpadů fekálního charakteru (Kočí et al., 2000). Externí přísun živin do vodního tělesa může být původem z bodových zdrojů, které jsou umístěny v jednom místě a mnohem snadněji monitorovány a kontrolovány, a z nebodových zdrojů, které jsou rozptýlené a mnohem náročnější na monitoring a regulaci. Relativní podíly jednotlivých zdrojů se liší mezi rozvodími, v závislosti na hustotě populace a využívání krajiny.

a) Tab.1 Klasifikace vod sladkovodních nádrží dle trofie (Smith et al., 1999)

Stav trofie	Popis	TN <sup>1</sup> (mg.m <sup>-3</sup> )	TP <sup>2</sup> (mg.m <sup>-3</sup> )	chl $\alpha$ <sup>3</sup> (mg.m <sup>-3</sup> )	SD <sup>4</sup> (m)
Oligot Rofní	Čisté vody s malými organickými látkami nebo sedimentem a minimální biologickou aktivitou	< 350	< 10	< 3,5	> 4
Mesotrofí	Vody s více živinami a vyšší biologickou produktivitou	350–650	10–30	3,5–9	2–4
Eutrofí	Vody extrémně bohaté na živiny, s vysokou biologickou produktivitou. Některé biologické druhy mohou být potlačeny	650–1250	30–100	9–25	1–2
Hypertrofí	Kalné, vysoce produktivní vody, blíží se ke stavu močálu. Mnohé biologické druhy, žijící v čistých vodách, nepřežívají	> 1200	> 100	> 25	< 1

<sup>1)</sup> celkové množství dusíku

<sup>2)</sup> celkové množství fosforu

<sup>3)</sup> chlorofyl  $\alpha$

<sup>4)</sup> transparentnost Secchiho disku – je mírou kvality vody, je to rychlá, jednoduchá a přesná metoda pro určení kvality vody

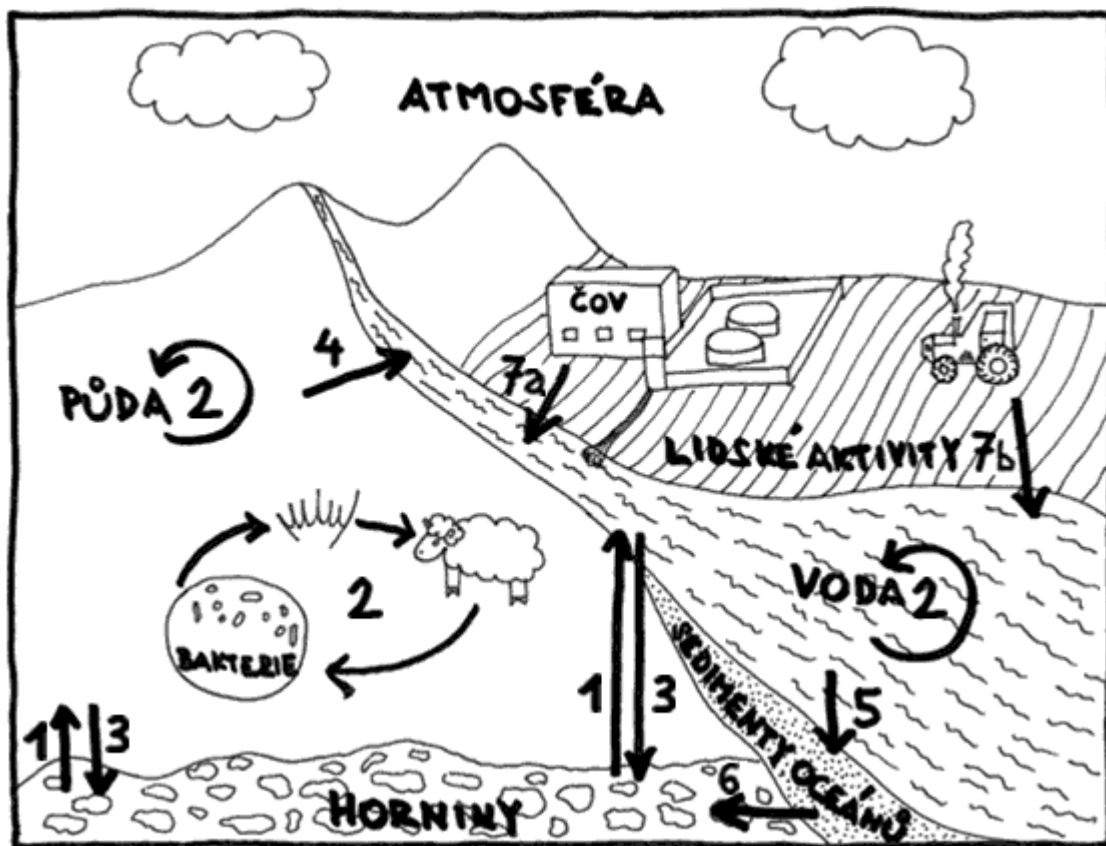
*b): Tab.2 Bodové a nebodové zdroje znečištění (Smith et al., 1999)*

Bodové zdroje	Nebodové zdroje
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Odpadní vody (komunální a průmyslové)</li> <li>▪ Sklárky odpadu</li> <li>▪ Živočišná výroba</li> <li>▪ Důlní a vrtná činnost, průmyslová místa bez kanalizace</li> <li>▪ Kanalizační výtoky (dešťová voda) u měst s populací &gt; 100 000 obyvatel</li> <li>▪ Přetečení u kombinovaných kanalizací (dešťová a odpadní voda)</li> <li>▪ Staveniště s plochou &gt; 2 ha</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Zemědělství (včetně zavlažování)</li> <li>▪ Pastviny</li> <li>▪ Místa bez kanalizace a oblasti s kanalizací a populací &gt; 100 000 obyvatel</li> <li>▪ Filtráty z usazovacích jímek, úniky ze septických systémů</li> <li>▪ Staveniště s plochou &lt; 2 ha</li> <li>▪ Opuštěné doly</li> <li>▪ Atmosférická depozice nad vodní povrchy</li> <li>▪ Činnosti v krajině, které vytváří znečišťující látky (dřevorubectví, vysušování mokřin, stavba cest a vodních kanálů)</li> </ul>

### 3.1 Fosfor jako prvek

Fosforu (P) je základním prvkem pro všechny formy života na naší planetě. Jedná se o minerální živinu. Řadíme ho stejně jako dusík mezi základní biogenní prvky. Podílí se především na tvorbě nukleových kyselin a sloučeniny ATP, která v tělech všech organismů konzervuje chemickou energii. Ani v případě fosforu není řada organismů, člověka nevyjímaje, schopna přijímat anorganickou podobu prvku. Aby člověk vpravil do svého těla fosfor, musí sáhnout po jeho organické formě a spořádat pro změnu hovězí biftek nebo krajáč mléka. Kdo „vyrábí“ organický fosfor? Opět rostliny.

Orthofosforečnan je jediná forma P, které mohou autotrofní organismy asimilovat. Extracelulární enzymy hydrolyzují organické formy fosforu z fosfátů (Correll, 1998).



Obr.1 Koloběh fosforu.

Legenda: ↓↑ - vstup nebo výstup fosforu z jednoho prostředí do druhého; ↻ - vnitřní koloběh fosforu

v ekosystému; ČOV - čistírna odpadních vod; 1 - uvolňování fosforu z hornin (zvětvování); 2 - vnitřní koloběh; 3 - ukládání fosforu do hornin; 4 - vyplavení fosforu ze suchozemského do vodního prostředí; 5 - včleňování fosforu do oceánských sedimentů; 6 - nadzdvížení oceánských sedimentů; 7 - lidské aktivity: 7a vypouštění splašků znečištěných fosfátů, 7b hnojení fosforečnými hnojivy a vyplavování fosforu ze zemědělských půd.

Autor kresby: Barbora Vašáková

### 3.2 Hydrochemické chování fosforu ve vodách

Fosfor se dostává do vodních ekosystémů hlavně v odtoku z půd a při zvýšených koncentracích, může způsobovat eutrofizaci těchto vod. Zdrojem fosforu v povrchových vodách jsou atmosférické srážky (Kopáček et al., 1997), zemědělské i lesní půdy, lidská sídla, čistírny odpadních vod, stavby atd. (Carpenter et al., 1998). Zemědělské půdy však často jako zdroj fosforu dominují (Bernot et al., 2006).

V přírodních vodách se fosfor vyskytuje v mnoha sloučeninách, a to jak v rozpuštěné, tak i v pevné fázi (Jarvie et al., 2002). Chování a chemické procesy P

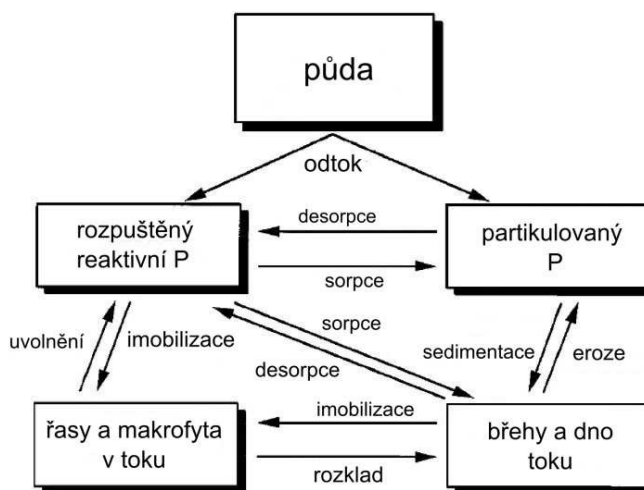


ve vodách jsou podobné a založené na stejných fyzikálně-chemických procesech jako v půdě. Rozdílné jsou však vstupy a výstupy P do vodního toku, pohyb v toku a specifická role dnových sedimentů.

Koncentrace fosforečnanů se v různých vodách obvykle pohybuje v rozsahu od jednotek až do stovek  $\mu\text{g}$ . Beneš (1994) uvádí u českých vod rozmezí 1-300  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Kritické hodnoty koncentrace P ve vodě, při kterých začíná být eutrofizace pravděpodobná, jsou okolo 0,03  $\text{mg.l}^{-1}$  rozpuštěného P nebo 0,1  $\text{mg.l}^{-1}$  celkového P (Brady et Weil 2002). Množství fosforu a zastoupení jeho forem v povrchových vodách je dáno především konkrétní situací daného povodí (Persson, 2001). Maguire et al. (2002)

Sloučeniny fosforu se významně sorbují na dně v sedimentech (Pitter, 1999). Ty hrají ve vodních ekosystémech úlohu úložiště fosforu. Ve vodních nádržích a jezerech často dochází díky teplotní stratifikaci během roku k nedostatku kyslíku (tzv. anoxii). Vlivem nízkému pH dochází za těchto podmínek k uvolňování P ze sedimentů do vody (Lake et al. 2007).  $\text{Fe}^{3+}$  se při anoxických podmínkách redukuje na  $\text{Fe}^{2+}$ , komplex P-Fe se stane daleko více rozpustným a fosforečnan snadno přechází do roztoku (Brady et Weil 2002).

V těchto případech zjistíme ve vrstvě vody nad dnovými usazeninami poměrně vysoké koncentrace P, i nad 1  $\text{mg.l}^{-1}$  (Pitter, 1999). Tento fosfor ze sedimentů může mít významný vliv na hlavní produkci vodních nádrží (Golterman, 2001). Uvolňování fosforu z vodních sedimentů není řízeno pouze anoxickými podmínkami. Na uvolňování P ze sedimentů může mít vliv produkce sulfidu ( $\text{S}^{2-}$ ) během diagenese.  $\text{S}^{2-}$  může rozpouštět P vázaný s Fe, a tak zablokovat železo pro opětovnou tvorbu fosforečnanu (Gächter et Müller 2003).



Obr.2 Koloběh fosforu

### 3.3 Formy výskytu fosforu ve vodách

Fosfor je ve většině vod zastoupen výhradně v oxidačním stupni V<sup>+</sup>, což je forma fosforečnanového aniontu, který je volný, nebo vázaný v organických sloučeninách. Během koloběhu, který fosforu umožňuje dostat se do všech složek naší biosféry, střídá rozpuštěné a nerozpuštěné formy. Rozpuštěný fosfor se vyskytuje jako ortofosforečnan, polyfosforečnan, organický ester, fosfan a či organický komplex s humnovými látkami. Nerozpuštěný fosfor se vyskytuje ve sloučeninách v organismech (DNA, RNA, fosfolipidy, ATP), fosforečnanové minerály např. apatit  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ , strengit  $\text{Fe}_3+(\text{PO}_4).2\text{H}_2\text{O}$  atd.

Eutrofizačně účinný je fosfor v rozpuštěné ortofosforečnanové formě, ve které ho vodní mikroorganismy a vodní rostliny přijímají a zabudovávají do biomasy. Z koloběhu ve vodním prostředí fosfor vypadává díky tomu, že tvoří nerozpustné sloučeniny s kovy (Ca, Fe, Al, Mg apod.), které se pak na určitý čas stanou sedimentační částicí na dně nádrží.

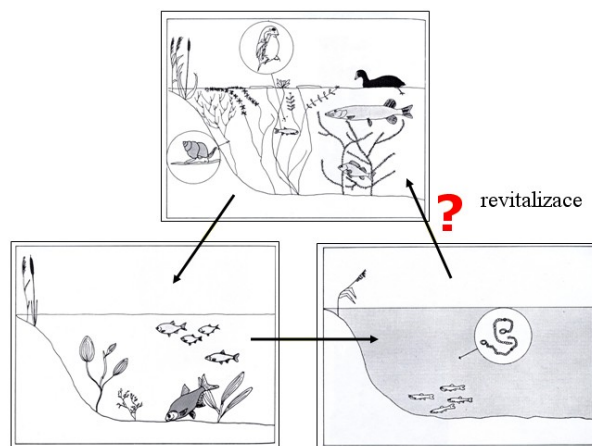
### 3.4 Koloběh fosforu ve vodním prostředí

Fosforečnan vápenatý neboli apatit ( $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ), je limitujícím zdrojem veškerého dostupného fosforu (P) na Zemi (Schlesinger, 1997). Všechny primární minerály vystavené povětrnostním vlivům, byly vlivem vnějších podmínek, jako jsou fyzikální, biologické a chemické, přetransformovány do sekundární minerální formy (Walbridge & Navaratnan,

2006). V zemské kůře je obsah fosforu ve formě sekundárních nerozpustných minerálů asi 0,1 %. Pro fosfor jsou nejběžnější sekundární minerály, sloučeniny s hliníkem (Al), železem (Fe) a Manganem (Mn) v kyselém prostředí a v prostředí alkalickém tvoří sloučeniny vápníkem (Ca) a hořčíkem (Mg) (Lindsay et al., 1989).

Limitující charakter fosforu pro organismy je způsoben jeho „poměrným zastoupením v živých organismech a jeho zdroji v prostředí“ (Lellák & Kubiček, 1992). Aby mohl být fosfor P využit jako zdroj stavební látky pro organismy, tak se musí dostat z těchto nerozpustných sekundárních sloučenin opět do vody, což se děje působením vnějších podmínek, nejčastěji zvětráváním (Lellák & Kubiček, 1992). I za absence vnějších vlivů obsah fosforečnanu vápenatého v půdě s průběhem půdního vývoje postupně klesá a to vlivem vody, která ho vymývá do spodních vrstev půdy (Walbridge & Navaratnan, 2006). Do vodních ekosystémů se dostává nejčastěji ve formě rozpuštěných ortofosforečnanů nebo často jako sraženina fosforečnanu železitého ( $\text{FePO}_4$ ) (Lellák & Kubiček, 1992). Dále povrchová i spodní voda fosforečnan vápenatý (apatit) disolvuje na kationty a anionty a proto se tímto procesem postupem času snižuje ve vodě kromě obsahu fosforečnanu vápenatého i obsah dostupného celkového fosforu (Walbridge & Navaratnan, 2006). Pokles primárního minerálního fosforu v půdě byl studován například v roce 1976 na Novém Zélandu (Vitousek & White, 1981). V této studii bylo zjištěno, že během krátkého období půdního vývoje se snižoval obsah jak primárního apatitu, tak volného celkového dostupného fosforu, zatímco obsah sekundárních nerozpustných sloučenin fosforu v relativním podílu přibývalo.

Vývojově nejstarší půdní vzorky byly charakterizovány postupným pomalým snižováním obsahu celkového fosforu a zbývajícím primárním minerálním fosforem (fosforečnan vápenatý). Ten se postupně měnil v sekundární sloučeniny fosforu, které nejsou efektivní dostupnou živinou pro rostliny a z toho vyplývá i vzrůst podílu organicky vázaného fosforu (Vitousek & White, 1981). V ekosystémech je fosfor vázán ve formě organických sloučenin ve stélkách rostlin a v tělech živočichů a následně koluje jako organický fosfor potravními řetězci. Takto v organickém materiálu vázaný fosfor je považován za fosfor limitující, protože ho nemohou využít další organismy, dokud se opět odumřením jiných organismů neuvolí do prostředí (Wieder & Vitt, 2006).



Obr.3 Potravní řetězec

Určité množství fosforu se na druhé straně opět dostává zpět do sedimentů, hlavně v mořích, kde se usazuje na dně. Odtud je částečně získán zpět například rybolovem nebo guanem z trusu mořských ptáků a další lidskou činností, jako je těžba, hnojení apod. (Lellák & Kubíček, 1992)

Předpokládá se, že pro boreální rašeliniště je cyklus a dostupnost fosforu (P) podobný s dostupností a cyklem dusíku (N), akorát obráceně. (Vitousek & White, 1981) předpověděli podle modelu Walker & Sayers, (1976) pro dusík (N), dostupnost a cyklus fosforu (P), který vyměnili místo dusíku během testů pro primární produkci. Vitousek & White, (1981) předpovídali, že ekosystémy na čerstvě exponovaných půdách, například po ústupu ledovce, budou mít maximální dostupnost fosforu, protože bude v těchto substrátech převládat primární minerální složka fosforu, fosforečnan vápenatý. Naopak pro dusík (N) bude dostupnost minimální, protože vzdušný dusík ještě nebude v takových podmínkách fixován žádnými organismy a tudíž bude pro většinu organismů nedostupný a tím i limitující. Z toho vyplývá, že čerstvě exponované půdy budou limitující pro dostupnost dusíku a naopak nelimitující pro dostupnost fosforu. Čerstvě exponované půdy se pohybují ve stáří stovky až tisíce let (v případě boreálních rašelinišť, která jsou považována za relativně mladé ekosystémy, 5 000 až 10 000 let od ústupu ledovce), a naopak, starší půdy, které byly vystaveny povětrnostním, biologickým i chemickým vlivům relativně dlouhou dobu, budou charakteristické svou limitující dostupností pro fosfor a nelimitujícím zdrojem bude dusík, protože už bude organicky vázaný a tudíž pro další organismy snáze dostupný. V článku od Borics et al., (2003) je naopak uvedeno, že

v rašeliništích je koncentrace anorganického fosforu, tak i dusíku obsažena ve velkém množství. Je ovšem nutno dodat, že se v tomto článku nejedná o rašeliniště boreální, vzniklé během posledních 10 000 let, ale o „bog-lakes“ v Maďarsku. To odpovídá teorii „mladých“ boreálních rašelinišť a rašelinišť ostatních, které jako zdroj fosforu využívají sekundární minerály, nebo fosfor již fixovaný jinými organismy.

Obsah fosforu, jak už bylo popsáno výše, se z vrchních vrstev půdy snižuje vlivem vymývání vodou do spodnějších vrstev půdy (podložní horniny), která je většinou od horní vrstvy půdy, tvořené rašelinou, oddělena v případě rašelinišť právě spodní vodou, tudíž se zpět do horních vrstev jen těžko dostane (Walbridge & Navaratnan, 2006). Obsah celkového fosforu je dále snižován činností organismů, především zakořeňováním rostlin. Tato ztráta se sice částečně vyrovnává doplňováním fosforu z atmosféry, ale tento proces je velmi pomalý. Koncentrace fosforu na rozdíl od pH výrazněji kolísá během roční sezóny, tudíž podle něho nelze spolehlivě určovat stupeň eutrofizace rašelinišť (Vitt et al., 1994). I když obecně lze říci, že je koncentrace celkového rozpuštěného fosforu vyšší v bažinách a lesních rašeliništích (Vitt et al., 1995), což je i případ Swampu, který je obklopen lesy z jedné strany a eutrofním Máchovým jezerem ze strany druhé. Větší množství fosforu se v tomto případě do rašeliniště zřejmě dostává spláchnutím lesní půdy za deště a částečným mísením jezerní vody z opačného směru. Hlavní roli, kvůli které se mění koncentrace celkového rozpuštěného fosforu v rašeliništi během roku, hraje teplota vody. Teplota ovlivňuje i koncentrace dalších rozpuštěných látek. Kromě P to jsou i  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ , nebo S (Tolonen & Hosiainluoma, 1978; Vitt et al., 1995).

### 3.5 Metody stanovení fosforu ve vodách

Fosfor v ortofosforečnanové formě se stanovuje citlivou spektrofotometrickou metodou s molybdenem podle Murény, J a Riley, J. P. (1962). Tato metoda je již půl století využívána ve vodohospodářství. Při užívání této metody se v imunologii výsledky většinou neoznačují jako  $\text{PO}_4\text{-P}$ , ale jako rozpuštěný reaktivní fosfor (RRP). Pro stanovení vázaných forem fosforu se používá tato metoda po mineralizaci vzorků za zvýšené teploty a chemickými oxidačními činidly jako je peroxodisíran, kyselina chloristá či kyselina dusičná. Po mineralizaci celého vzorku se stanovuje veškerý fosfor, po přefiltrování vzorku přes filtry s uzanční porositou 0,45  $\mu\text{m}$  rozpuštěný fosfor. Z hodnot veškerého

fosforu, rozpuštěného fosforu a rozpuštěného reaktivního fosforu vypočítáme fosfor nereaktivní, který zahrnuje především organické sloučeniny fosforu a nerozpuštěný fosfor.

Díky vysokému eutrofizačnímu potencionálu můžeme z těchto hodnot stanovit pouze rozpuštěný reaktivní fosfor. Data o biologické dostupnosti fosforu v určitém vzorku vody můžeme stanovit díky metodě Sharpley (1993), v které se určují volné a desorbovatelné ortofosforečnany po sorpci na anexu nebo na papírcích impregnovaných hydroxidem železitým. Poměr rozpuštěného nereaktivního fosforu a rozpuštěného organického uhlíku má hodnoty menší než  $1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$  naopak v pokud částice obsahují živou organickou hmotu, je hodnota více než desetinásobná. Pokud chceme stanovit skupinové formy fosforu s rozdílnou biologickou dostupností v nerozpuštěných látkách a usazeninách, použijeme frakcionační techniku, díky které můžeme odlišit ortofosforečnanový fosfor vázaný na částice se slabými sorpčními silami od forem vázaných v pevných redoxně labilních či redoxně stabilních vazbách nebo určité organické sloučeniny fosforu. (Maršálek, Maršálková 2009)

### **3.6 Zdroje fosforu v povodí a jejich význam z hlediska eutrofizace**

Fosfor se s atmosféry dostává do povrchových vod, vyplavováním z půd v povodí, vypouštěním odpadních vod a jinými zdroji jako například intenzivní rybářskou produkcí.

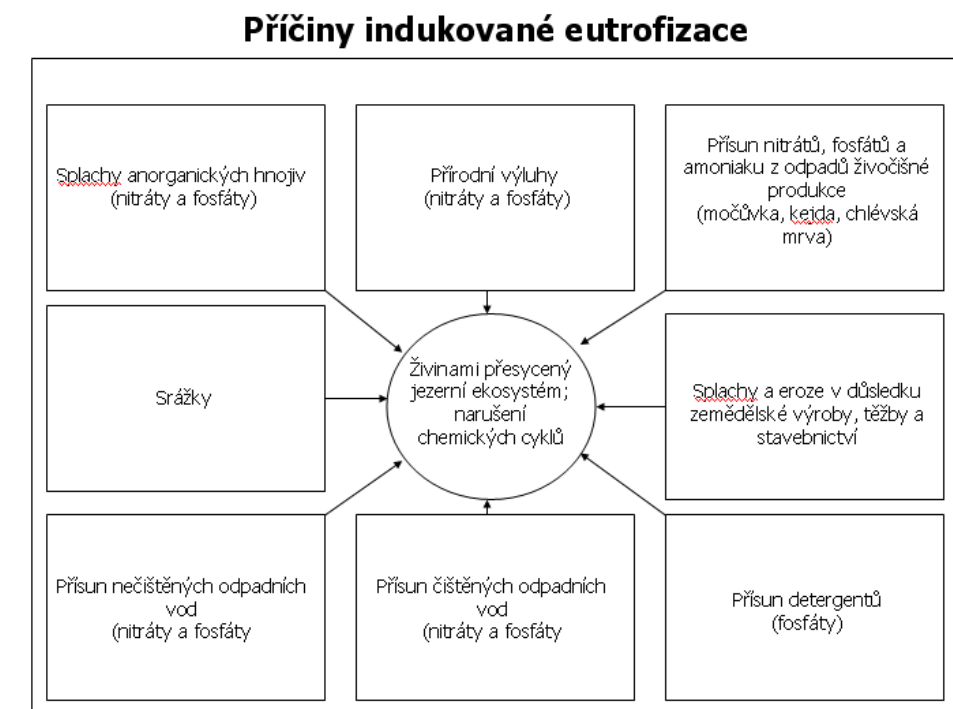
Obsah tohoto prvku ve srážkách je relativně vysoký, pohybuje se v řádu desítek až stovek  $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ . Na hladiny vod se dále může dostat suchou depozicí částic, které mají původ z větrné eroze země, ze spalovacích procesů a částic biogenního původu.

Přírodní koncentrace fosforu v tocích a podzemních vodách je regulována člověkem především vypouštěním komunálních a odpadních vod, zemědělským využíváním krajiny a v naší republice i rybářským hospodařením na rybnících. (Maršálek, Maršálková 2009)

Komunální odpadní vody mají největší podíl na vysokých koncentracích fosforu v tocích nejen u nás, ale i po celém světě. Fosfor se v těchto vodách objevuje z exkrementů a detergentů a také detergentů pro praní prádla a myček. Sám člověk vyprodukuje za den 1,5g na osobu. Pokud současnou lidskou produkci do odpadních vod vydělíme průměrnou spotřebou vody v domácnostech, dostáváme se na koncentraci fosforu ve splaškové

vodě  $14\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Tato hodnota trojnásobně převyšuje hodnotu přirozených odtoků vody z povodí. V Důsledku hnojení se v půdě pohybují rozpuštěné formy fosforu. Neutrální a mírně alkalické půdy se zvýšeným obsahem organického podílu, více podléhají překročení sorpční kapacity než půdy kyselé obsahující velký podíl oxidů železa a hliníku.

Rybáři svým používáním krmiv a hnojiv, které obsahují zvýšené koncentrace fosforu, mohou také negativně přispívat ke znečištění povrchových vod. (Maršálek, Maršálková 2009)



Obr.4

### 3.7 Koncentrace fosforu v nádržích jako hlavní faktor určující ekologický stav vodního ekosystému

Jedním z nejvýznamnějších faktorů je koncentrace fosforu. Ten ovlivňuje zejména množství druhů a složení organismů od mikrobů po ryby, ovlivňuje jakost vody z hlediska chemismu.

Tab 3. Hraniční hodnoty pro klasifikaci trofie nádrží a jezer podle OECD (1992) a Wagner, K.& Oglesby, R. T. (1984)

Kategorie	VP, $\text{mgm}^{-3}$	prům. Chl $\alpha$ , $\text{mg m}^{-3}$	max. Chl $\alpha$ , $\text{mg m}^{-3}$	prům. SD,m	min. SD,m	produkce ryb $\text{kg ha}^{-1}$
Oligotrofie	<10	<2,5	<8	>6	>3	<3
Mezotrofie	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5	3.80
Eutrofie	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7	80-200
Hypertrofie	>100	>25	>75	<1,5	<0,7	>200

Vysvětlivky:

VP – průměrná roční koncentrace veškerého fosforu v nádrži či jezeře

Prům. Chl  $\alpha$  – průměrná roční koncentrace chlorofylu – a v povrchové vrstvě

Max. Chl  $\alpha$  – maximální roční koncentrace chlorofylu - a v povrchové vrstvě

Prům. SD – průměrná roční průhlednost (naměřená pomocí Secchi desky); v případě mělkých, větrem nebo přítokem míchaných nádrží mohou být na všech úrovních úživnosti hodnoty nižší kvůli resuspenzím sedimentů ze dna.

Min. SD – minimální roční průhlednost

Pro výslednou koncentraci fosforu v nádrži kombinujeme koncentraci fosforu v přítoku a průtočnost nádrže, která má zcela zásadní vliv na zadržování fosforu. Závislost průtočnosti nádrže a retenci fosforu lze vymodelovat matematicky. Ovlivňujícími faktory pro retenci jsou některé parametry nádrže jako například jejich hloubka, poloha výpustí, nerozpuštěný fosfor v přítoku, typ vodního ekosystému, morfologie vodního tělesa a chemizmus vody a sedimentů.

Uvolňování fosforu ze dna nashromážděných sedimentů, má vliv na jeho koncentraci.



Vnitřní zatížení se uplatňuje jen v nádržích s dlouhou dobou zdržení vody. V nádrži, kde se drží voda méně než půl roku, jsou rozkladné produkty sedimentů průběžně odplavovány a hromadí se usazeniny jsou díky hydrologickým podmínkám stabilizovány. (Maršálek, Maršálková 2009)

Ve stratifikovaných a nestratifikovaných nádržích je význam vnitřního zatížení rozdílný.

Koncentrace fosforu působí na nastavení nádržových ekosystémů. Ty zároveň působí na stabilní stavy, které se dělí na:

- stav s rozvojem makrofyt doprovázený čirou vodou,
- stav s dominancí fytoplanktonu způsobujícího vegetační zákal vody.

Nízké koncentrace fosforu odpovídající přírodnímu odtoku z povodí podporují stav s dominancí literárních společenstev a to především v mělkých jezerech, kde jsou pro makrofyta lepší podmínky pro jejich rozvoj než v hlubokých nádržích. Ekosystém s vysokou koncentrací fosforu směřuje k zákalovému stavu v mělkých i hlubokých nádržích. (Maršálek, Maršálková 2009)

### **3.8 Důsledky znečištění povrchových vod živinami**

Není pravda, že znečištění vody fosforem musí znamenat značný nárůst květů sinic. Fosfor je důležitý, ale není jediný faktor pro rozvoj sinic (Maršálek, Maršálková 2009).

Podle stavu a charakteristiky vodního ekosystému a vnějších podmínek mohou dosáhnout dominantního postavení:

1. Drobné řasy, vytvářející opticky homogenní suspenzi. Průhlednost vody se sníží, pokud biomasa planktonních řas narůstá. Nežádoucím důsledkem je provozní komplikace provázející využívání vody jako zdroj pitné vody. Často se vyskytuje na mělkých eu-hyper-trofních nádržích rybníčního typu, obvykle v období jara, avšak za určitých podmínek, může přetrvat po celou vegetační sezónu.
2. Větší koloniální či vláknité sinice vytvářejí tzv. vodní květ. Druhy shromažďující a kumulující se na hladině můžeme označit termínem vodní květ. Někdy se tento pojem užívá vůbec na všechny planktonní sinice s plynovými měchýřky, jejichž specifická

hmotnost biomasy je menší než  $1 \text{ kg.m}^{-3}$ . Pak je nutno odlišit jak bylo již výše uvedeno – okem patrné kolonie či vlákna od neustonických povlaků. Je možno očekávat u těchto koloniálních druhů vodního květu nižší hodnotu specifické růstové rychlosti  $\mu_{\max}$

3. Benthické sinice a rozsivky. Vývojová stadia se vyvíjí na povrchu sedimentů, později však přecházejí do natantních stádií. Chovají se v jistém slova smyslu jako sinice vodního květu. Zde má hromadný rozvoj za důsledek vytváření hladinových koberců, které ovlivňují výměnu plynů mezi vodou a atmosférou. Hlavním rozdílem je to, že benthické sinice, které neobsahují plynové měchýřky, se udržují při hladině díky fotosyntetické produkci bublinek kyslíku, které se přechodně zachytily mezi vlákna benthického společenstva.
4. Zelené vláknité řasy, na rozdíl od předchozích typů často vytrvávají delší období. Velký rozvoj vláknitých řas postihuje nejčastěji stojaté, mělké vody a toky s vyšší průhledností a rychlostí proudění vody. Hodnocení pozitiv a negativ v ekosystému je velmi nejednotný. Vláknité řasy produkují tzv. alelopatické látky, které jim pravděpodobně zajišťují dominantní postavení v některých rybníčních ekosystémech.
5. Vyšší vodní vegetace (včetně parožnatek) makrocyty rozmanitých ekologických skupin. Pokud se mykrofytní společenstvo rozvíjí v únosné míře, pak je jevem vítaným. Tento rozvoj má za důsledek redukci pohybu vodních mas a víření sedimentů způsobených větrem a vodními proudy, stabilizuje břehy a přispívá ke stabilitě vodních ekosystémů. Reálným problémem může pro vodní ekosystém být masový rozvoj makrofyt (např. omezuje prostor pro pohyb ryb a rozkládající se zbytky biomasy tvoří vrstvy sedimentů, které mají negativní vliv na kyslíkový režim nádrží. (Maršálek, Maršálková 2009)

### 3.9 Možnosti indikace a hodnocení trofie

Vyšší množství celkového fosforu nutně neznamená větší rozvoj autotrofů, pokud nevíme kolik z celkového fosforu je v biodostupné formě nebo jaké jsou v posuzovaném ekosystému biotické vztahy. Z tohoto důvodu je nutno posuzovat trofii vodního ekosystému na základě více faktorů. Zdá se, že se jedná o čistě terminologický problém. Jeho podstata je však hlubší. Důležité je i to, jak se míra trofizace v tomto pojetí posuzuje.

Jsou možné čtyři rozdílné přístupy k hodnocení trofie :

1. hodnocení dle chemických analýz zvýšené nabídky živin (koncentrace N, P ve vodě)
2. hodnocení dle růstové odezvy (trofický potenciál – laboratorní testy)
3. hodnocení dle realizované koncentrace biomasy fototrofů (jejich reálná koncentrace se vyjadřuje jako hmotnost, abundace, koncentrace chlorofylu)
4. hodnocení dle změn, které probíhají v druhovém složení (bioindikace)

(Maršálek, Maršálková 2009)

#### 3.9.1. Hodnocení podle zvýšené nabídky živin

Koncentrace fosforu je důležitý parametr pro většinu tabulek a metod hodnocení stupňů trofie. V praxi se však setkáváme s tím, že když má voda u přítoku do nádrže koncentraci 50  $\mu\text{g/l}$  fosforu nebo více, ještě to neznamena, že v nádrži bude docházet k rozvoji hlavních producentů. K výslednému množství biomasy, jsou krom koncentrace živin důležité i další faktory (např. přítomnost toxických látek, nevhodné tepelné podmínky, biotické interakce, preface atd.) V posledních třiceti letech vzniklo několik tabulek pro hodnocení trofie a přesto je z praxe známo, že se jedná o zjednodušení, které však nemusí odrážet reálný stav. (Maršálek, Maršálková 2009)

#### 3.9.2. Hodnocení podle růstové odezvy in vitro

Nejdůležitějším zdrojem informací o trofickém potenciálu vody jsou data z chemických analýz. Zprvu se zdálo, že je zbytečné doplňovat data o koncentracích sloučenin fosforu a dusíku údaji o tom, jak se v daných laboratorních podmínkách mohou projevit na růstu řas. I přesto k dnešnímu dni vzniklo mnoho návrhů na zavedení laboratorních testů, jejichž výstupní hodnota – přírůstek biomasy má posloužit jako hlavní ukazatel potenciální trofie vody (Lukařský, 1992).

Testy trofického potenciálu nenašly v praxi uplatnění, i když přinesly značný přínos pro danou problematiku. Hlavním problémem - těchto testů jsou pracovní náročnost a nejasná interpretace (Maršálek, Maršálková 2009).

### 3.9.3. Hodnocení podle koncentrace biomasy in-situ

Tato metoda je v praxi nejvíce využívána a má největší množství zastánců. Hlavní výhodou této metody je, že nám poskytuje skutečnou odezvu na dané množství živin. Růst biomasy fotoautotrofních organismů je nejsnadněji pozorovatelný důsledek nechtěného přísunu živin. Neprojeví se vždy, ale ve většině případu se tak stane. Díky tomu se může vyskytnout určitá možnost, jak řídit projevy eutrofizační činnosti. Nevýhodou této metody je metodika kvantifikace biomasy. (Maršálek, Maršálková 2009)

### 3.9.4. Hodnocení podle trofie a druhová diverzita

Vyhodnocování trofie podle změn ve složení druhů společenstva se posuzuje dvoustranně:

- díky změnám diversity, ke kterým došlo vlivem trofie.
- dle změn v biodiverzitě využitě pro bioindikaci množství trofizace v rámci sledování aktuálního stavu vod. (Maršálek, Maršálková 2009)

K vyhodnocování trofie vod se využívají společenstva:

- fytoplanktonu,
- fytobentosu,
- vodních makrofyt (Maršálek, Maršálková 2009).

Z předešlých pozorování fytoplanktonu eutrofizovaných vod vyplývá, že díky eutrofizaci dochází ke snižování různorodosti organismů sídlících na dané lokalitě. Díky změnám v biodiverzitě fytoplanktonu, fytobentosu a makrofyt můžeme usoudit, jak velký rozdíl od původního stavu způsobila trofizace a které změny se mohou využít pro monitorování stavů ekosystémů (Maršálek, Maršálková 2009).

Hodnocení trofie má u stojatých vod – především jezer, velmi dlouhou tradici. U vodních toků se realizují analýzy bentických společenstvem z praktických a interpretačních důvodů. Praktické zásady pro tuto metodiku jsou obsaženy ve Water Framework Directive (60/2000/EEC ) Evropské unie. Díky tomu můžeme usoudit, jak velký význam má pro Evropské společenství biologický monitoring. I když právě trofizace

patří ke stresorům, pro které jsou řasy, rozsivky, sinice či vodní makrofyta nejlepší indikátory (Maršálek, Maršálková 2009).

Existuje legislativa, která se zabývá vyhodnocováním ekologických stavů lokalit i trofie fyto bentosu a fytoplanktonu – ČSN 75 7712, ČSN (TNV) 757717. ČSN 757715 hodnotí bioindikační schopnosti společenstev. K hodnocení stavů vod v EU i ČR se používá norma ČSN EN 13946 (75 7707). ČSN EN 14407 (75 7722) Návod pro určení jakosti vod a interpretaci a kvantifikaci dat bentických rozsivek z vodního toku.

## 4 SINICE, VODNÍ KVĚTY SINIC

### 4.1. Morfologie, ekologie a rozšiřování toxické invazivní sinice *Cylindrospermopsis raciborskii*

Rod *Cylindrospermopsis* je původně tropický rod, který se pravděpodobně v důsledku oteplování šíří i do severnějších oblastí. (Briand, et al., 2002) V současnosti je popsáno sedm druhů, přičemž výskyt tohoto jediného druhu *Cylindrospermopsis raciborskii* je znám také v ČR. (Komárek, 1996) První výskyt je zaznamenán v roce 1912 v Indonésii jako *Anabaena raciborskii* a později popsán pod různými jmény téměř ve všech tropických oblastech. Další informace o výskytu jsou pro nás zajímavé v rámci Evropy, kde byl poprvé zaznamenán v Řecku v roce 1939. V České republice se objevil poprvé v Chomoutově u Olomouce v roce 1979 (Kaštovský, et al., 2007).

#### 4.1.1. Morfologie

*Cylindrospermopsis* má přímá vlákna nebo slabě prohnutá, nevětvená, na přepážkách velice slabě zaškrcovaná. Jejich šířka je 2 až 4 µm, délka bývá různá až 250 (1500) µm. Jsou bez pochev a slizových obalů. Buňky bývají delší než širší. Heterocyty jsou jen na koncích trichomu, kónické nebo prodloužené vejčité. Cylindrické až oválné akinety se zaoblenými konci vznikají jen na konci vegetačního období a vyvíjí se na konci trichomu terminálně.

Rozmnožování probíhá rozdělení trichomu na kratší segmenty, které dorůstají do původního vlákna. Bylo popsáno 7 druhů z rodu *Cylindrospermopsis*, převážně z tropických oblastí. V Evropě i v České republice byl popsán pouze *Cylindrospermopsis raciborskii* (Komárek, 1996).

#### 4.1.2. Ekologie

*Cylindrospermopsis* je znám jako sladkovodní planktonní rod. Akinety mohou přetrvávat jako spory v sedimentu velmi dlouho. Formování akinet může být spušeno chladnými teplotami nebo velkým kolísáním teplot a vyžaduje vysoké hodnoty reaktivního

fosforu. (Moore, et al., 2003), (Moore, et al., 2005) Doba klíčení nastává víceméně současně se vzrůstem teploty na 22-24°C mírných oblastech (Padisak, 2003), (Hong, et al, 2006) Akinety jsou pravděpodobně potřebné pro stimulaci nového sezonního růstu. *Cylindrospermopsis* je schopný fixovat atmosférický dusík ve svých heterocytech jako odpověď na nízkou buněčnou koncentraci dusíku (Sprober, et al., 2003).

Podmínky, které jsou spojovány s rozvojem *Cylindrospermopsis*, obsahují pomalé proudění, nízkou vodní hladinu, nízký poměr dusíku a fosforu, vysokou teplotu vody, stabilní teplotní stratifikaci, delší dobu zdržení, vysoké pH, vysoké koncentrace sulfátů, anoxie v některých vrstvách, vysoký zákal, nízkou biomasu makrofyt.

Některé druhy jsou schopny produkovat *cylindrospermopsin*, toxickou látku, která ovlivňuje játra a ledviny, stejně jako anatoxin-a a saxitoxin. (Schembri, et al., 2001) V současné době se s ohledem na kvalitu pitné vody na *cylindrospermopsin* a další skupiny cytotoxinů soustřeďuje pozornost (Bláhová, 2008).

## 4.2. Tradiční a nové cyanotoxinny ve vodách České republiky

V minulosti byly v České republice i v zahraničí studovány některé toxické metabolity sinic a to především peptidové toxiny microcystiny. O jejich vlastnostech, toxicitě a hladinách v České republice bylo již zevrubně referováno na seminářích v minulosti (Maršálek et al., 2005).

### 4.2.1. Tradiční toxiny sinic – microcystiny

I když účinky microcystinů nebyly dosud dostatečně prostudovány, nebyla rozpoznána ani jejich přirozená biologická funkce, což vzhledem k množství, které sinice syntetizují – 1% sušiny – je stále velmi zajímavá vědecká otázka (Maršálek et al. 2005).

V České republice jsou microcystiny regulovány závaznými předpisy. Významnou roli z hlediska ohrožení zdraví člověka hraje Vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na četnost a rozsah kontrol pitné vody. Stanovuje limit  $1,0\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  pro– LR v pitné vodě (Maršálek et al., 2005).

Nakládání s *microcystin* a anatoxiny je však v ČR a EU regulována dle zákona č. 281/2002 Sb. a prováděcí Vyhláškou č. 474/2002 Sb. (Maršálek et al., 2005)

#### 4.2.2. Jiné typy toxinů sinic v ČR

Kromě *microcystinů* je pozornost vědců ale i regulátorů v Evropě věnována také dalším toxinům především lipopolysacharidy (LPS) a *cylindrospermopsin* (CYN) (Maršálek et al. 2008). Dělení těchto živin do jednotlivých funkčních skupin autotrofních organismů je závislá na vnitřních a vnějších faktorech (Conley et al., 1993).

- Lipopolysacharidy (LPS) nesou sinice ve své buněčné stěně. Jde o velmi komplexní struktury, které u mnoha heterotrofních bakterií představují významný faktor jejich toxicity. Lipopolysacharidy sinic mohou dosahovat extrémních koncentrací ve vodách. Velkým problémem jsou i asociované bakterie; bakterie, které využívají sinic ve vodních květech jako substrát pro svůj růst a mohou tak svými LPS kontaminovat vlastní lipopolysacharidy sinic. Rozlišit, jestli je původ LPS z vodních květů sinic nebo asociovaných bakterií, je velmi obtížné. Je třeba věnovat pozornost problematice toxicity LPS vodních květů sinic a následně vyhodnotit možná rizika jak zdravotní tak i ekologická (Maršálek et al., 2005).
- *Cylindrospermopsiny* (CYN) se řadí mezi cytotoxiny. Jsou to vysoce toxické alkaloidy, jejichž působení nebylo dosud podrobně popsáno. Původně se vyskytovaly pouze v tropických oblastech, jako na příklad Austrálie. Nové studie ovšem prokázaly, že se vyskytují i v Evropě. Mohou být produkovány jak expanzními druhy sinic, tak i druhy běžnými v našich podmínkách (Maršálek et al., 2005).

### 4.3. Sinice a koupání v přírodě

V rybníku nebo přehradě žije kromě ryb ještě celá řada drobných organismů. Některé vidíme pouhým okem, jiné pouze pod mikroskopem. Drobným, volně ve vodě se vznášejícím organismům se říká plankton. Ten se rozděluje na fytoplankton a zooplankton (mimo jiných známé perloočky - dafnie), který se fytoplanktonem živí. Pro koupání v nádržích má největší význam přítomnost fytoplanktonu a bakterioplanktonu, protože tyto mikroorganismy mohou způsobovat zdravotní problémy. (Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, 2005)



Fytoplankton se skládá ze dvou velkých skupin organismů: řas a sinic. Ty mají sice ve vodě podobnou úlohu, ale z hlediska vlivu na lidské zdraví jsou sinice mnohem nebezpečnější (Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, 2005).



Obr.5 Sinice

Pokud je fytoplankton ve vodě přítomno přemnožen, vytvoří se v ní tzv. vegetační zákal. Zákal ukazuje vždy na sníženou kvalitu vody, i když ne vždy je viníkem právě fytoplankton (Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, 2005).

Některé sinice mohou vystoupat ke hladině a shlukují se zde v podobě zelené kaše nebo drobných, až několik milimetrů velkých částecek (někdy se podobají drobnému jehličí, jindy připomínají zelenou krupici). Tomuto nahromadění sinic u hladiny se říká vodní květ sinic (viz obrázek 5). Koncem léta se vodní květy sinic objevují nejčastěji (v srpnu nebo první polovině září) (Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, 2005).

Jaké zdraví škodlivé látky sinice produkují a jaké může mít koupání ve vodě se sinicemi následky?



Obr.6 Sinice

Sinice obsahují alergické látky a jsou karcinogenní. U koupajícího se člověka, podle toho, jak je citlivý a jak dlouho ve vodě pobývá, se mohou objevit vyrážky, zarudlé oči, rýma. I některé řasy mohou vyvolat alergickou reakci. Sinice také mohou produkovat

různé toxiny (jedovaté látky). Podle toho, kolik a jakých toxinů se do těla dostane, se liší i projevy. Od lehké akutní otravy projevující se střevními a žaludečními potížemi, přes bolesti hlavy, až po vážnější jaterní problémy. Není sice známo, že by na otravu sinicemi při vodní rekreaci někdo zemřel, ale vyskytly se případy úhynu zvířat, která pila vodu obsahující sinice, a dokonce případy úmrtí lidí po pravidelném pití vody vyrobené ze zdroje s masovým rozvojem sinic. Lidé při koupání často nechtěně vypijí trochu vody (až 1 - 2 dl) a s ní i přítomné sinice (a také toxiny, které jsou v nich obsaženy). Riziko se zvyšuje u dětí, které vody vypijí zpravidla více a jejich tělesná hmotnost je menší.

Pokud sinice netvoří vodní květ, není pravděpodobné, že po jednom vykoupaní vznikne vážné onemocnění. (Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, 2005)

#### **4.4. Historie a vývoj metod pro kvantifikaci a zjišťování podílu sinic na fytoplanktonu**

Stále důležitějším se stává vývoj metod pro přesnou kvantifikaci a zjišťování podílu květů sinic na celkovém množství fytoplanktonu. Stanovení biomasy fytoplanktonu je založeno především na stanovení chlorofylu  $\alpha$  (extrakce do organického rozpouštědla a následné stanovení pomocí spektrofotometru, fluorometru nebo HPLC), které je doplněno mikroskopickým pozorováním obsahujícím kvalitativní i kvantitativní (případně semi kvantitativní) analýzu vzorku (např. v Bürkerově komůrce). Celý tento proces si žádá nejen standardizovanou metodu odběru, ale i následné zpracování je dost zdlouhavé a náročné. Pro určení zástupců jednotlivých skupin fytoplanktonu je třeba specialistu, který provede mikroskopickou analýzu (Gregor, Maršálek, 2005).

V devadesátých letech se pracovalo na možnosti detekce fytoplanktonu pomocí *in vivo* fluorescence chlorofylu  $\alpha$ . Během dopadu světla na pigment periferní antény na fotosystému II (součást fotosyntetického aparátu autotrofních organismů) došlo k přenosu energie na chlorofyl  $a$ , což se projevilo mj. i vyzařováním světelného kvanta o vlnové délce kolem 685nm. Tento jev, který se nazývá fluorescence, se používá nejen při kvantifikaci biomasy fytoplanktonu, ale i při odlišení jeho jednotlivých skupin. Jak je známo, fotosystém II je tvořen chlorofylem  $a$  a dalším pigmentem. Tyto pigmenty jsou specifické pro určité skupiny fytoplanktonu. V sinicích jsou obsaženy fykobiliproteiny (fykocyanin, fykoerythrin), zelené řasy chlorofyl  $b/c$  a karotenoidy, rozsvivky xantofyly atd.

Díky tomuto hledisku, které se kryje i s taxonomickým rozdělením, lze fytoplanktonní organismy zotřídit do několika skupin podle barvy pigmentů: "modrá" (sinice), "zelená" (zelené řasy), "hnědá" (hnědé řasy), "červená" (ruduchy) a "smíšená" (skrytěnky – *Cryptophyta*). Všechny skupiny mají i jiné spektrum pro excitaci příslušných pigmentů a následnou fluorescenci chlorofylu *a* (Gregor, Maršálek, 2005).

Na tomto principu pracuje i ponorná fluorescenční sonda FluoroProbe (bbe-Moldaenke, Kiel, Německo). Je to přístroj, který je schopen na základě excitačních spekter organismů přítomných ve fytoplanktonu od sebe rozlišit sinice, zelené řasy, hnědé řasy a skrytěnky a v podobě množství chlorofylu *a* na litr určit jejich biomasu (Gregor, Maršálek, 2005).

Samotný přístroj je skrytý v černém tubusu, který slouží jako ochrana i jako štít proti slunečním paprskům, které mohou negativně ovlivnit výsledky měření v horních vrstvách vodního sloupce (Gregor, Maršálek, 2005).

Přístroj je speciálním softwarem napojen na počítač, který okamžitě vyhodnocuje naměřená data a udává množství sinic, řas, rozsivek a skrytěnek ve vodě v mikrogramech chlorofylu *a* na jeden litr. Informuje nás o množství fytoplanktonu, poskytuje údaje o aktuální hloubce, teplotě vody a průhlednosti. Měření je prováděno obvykle v sekundových intervalech. Výsledky jsou zapsány do tabulky a následně i do grafu. Soubory z tohoto softwaru je možné dále zpracovávat v jiných programech (MS Excel, Statistica apod. Pokud má sonda dostatečně dlouhý kabel a můžeme-li ji spustit do dostatečné hloubky, během několika sekund jsme schopni získat profil celého vodního sloupce FluoroProbe má širokou škálu využití od sladkých přes slané vody. I on má však svá omezení. Jako ideální se zatím jeví pro vodárenské nádrže a obecně pro vodní tělesa s nízkým obsahem chlorofylu *a*. Výrobce uvádí detekční limit 1 ug/l. Na druhé straně jsou naopak eutrofizované nádrže s vysoce rozvinutým vodním květem. Podle zkušeností především z Brněnské přehrady leží horní hranice při totální dominanci sinic kolem 50 ug/l. Nad touto hranicí je již koncentrace fytoplanktonu tak vysoká, že dochází ke značné reabsorpci emitovaného záření (chlorofyl *a* má absorpční maximum v 680nm, tj. téměř ve stejné vlnové délce jako je jeho fluorescence) a díky tomu i podhodnocení skutečné hladiny chlorofylu *a* (Gregor, Maršálek, 2005).

K vzorkování říčních toků lze samozřejmě použít FluoroProbe, je třeba počítat s možností zákalu ve vodě a s tím souvisejícím případným negativním vlivem na přesnost měření. Podle zkušeností je stanovení chlorofylu v řekách fluorescenční sondou zhruba poloviční oproti standardní metodě (extrakce etanolem a spektrofotometrická koncovka). V tomto případě je dobré výsledky získané ze sondy přepočítat. Je však třeba zvážit, že FluoroProbe je nakalibrována podle HPLC analýz, které často zpracují nižší výsledky než metody založené na absorbanci nebo fluorescenci extrahovaného chlorofylu, což je většinou dáno interferencí ostatních pigmentů a rozkladných produktů chlorofylu  $\alpha$  přítomných v extraktu. Rychle a jednoduše pomocí sondy FluoroProbe získáme obrovské množství dat což je bezpochyby velká výhoda. Pro získání informací o výskytu fytoplanktonu v celém vodním sloupci standardními metodami bychom museli odebrat větší množství vzorků o objemu minimálně 1 litr, ty převést do laboratoře a provádět několik hodin analýzy na stanovení chlorofylu a taxonomickou determinaci. S ponornou fluorescenční, data získáme během několika minut přímo na místě. Postačí odebrat jen několik vzorků pro rychlou kvalitativní analýzu pod mikroskopem a tou pak údaje z FluoroProbe doplnit (Gregor, Maršálek, 2005).



Obr. 6 Měřicí přístroj

## 5 TECHNOLOGICKÉ MOŽNOSTI SNÍŽENÍM ZNEČIŠTĚNÍ VOD ŽIVINAMI

Zlepšování jakosti vod je dlouhodobý a náročný proces. Zahrnuje výstavbu ČOV a napojování sídel na kanalizační systémy, nahrazování nebezpečných látek ve výrobě, zkvalitnění čištění průmyslových vod, zvyšování bdělosti kontrolních orgánů, občanů, profesních sdružení (sportovní rybáři) i ekologických neziskových organizací při odhalování zdrojů znečištění a havárií (Freidinger, 2008).

Opomíjeným prostředkem je použití ekosystémů při samočištění vody, což zahrnuje především tvorbu nárazníkových pásů podél vodních toků a nádrží (travnaté pásy, mokřady), které zachycují splachy z plošných zdrojů. Zpomalení odtoku vody z krajiny a dobrý ekologický stav vodních toků a jejich okolí rovněž výrazně posiluje jejich samočisticí efekt (Freidinger, 2008).

Důležitým prvkem pro ochranu vod a zlepšování jejich kvality je celá řada legislativních nástrojů, především pak Rámcová směrnice o vodách. Ta si klade za cíl do dvaceti let odstranit z vodního prostředí nejnebezpečnější chemikálie, tzv. prioritní nebezpečné látky. Bohužel implementace legislativních nástrojů je nejen v České republice, ale i v dalších členských státech EU nedostatečná, především díky silnému tlaku průmyslové lobby (Freidinger, 2008).

Především je třeba brát v úvahu, že eutrofizace představuje komplexní problém, a že prevence je nejlepší recept. Nejvíce se vyplatí předcházet vlastnímu znečišťování dusíkem a fosforem, které eutrofizaci způsobují. Chceme-li zabránit eutrofizaci vodních ploch a rozvoji vodního květu, musíme se poohlédnout zpět do povodí a snížit vstup živin ze všech směrů - tedy omezit vypouštění nevyčištěných splašků, spady z ovzduší a vymývání živin z intenzivně hnojených zemědělských půd. Jedním z kroků pro snížení ztrát dusíku při hnojení minerálními hnojivy je volba vhodného hnojiva. Nově vyvinutá tzv. HPL organo-minerální hnojiva se vyznačují vysokou přijatelností živin a tím i nízkými ztrátami vyplavením. Jejich používání neznamena omezení zdrojů živin pro rostliny, ale minimalizaci ztrát vstupů. Záleží také na způsobu používání hnojiv. Zónová aplikace

hnojiv, např. pod patu při setí nebo radličkami do půdy pro přihnojení, je úspornější než aplikace plošná. A konečně závisí i na způsobu zpracování půdy. Ve svažitém terénu je nezbytné používat protierozní opatření, např. orat kolmo na průběh svahu (Freidinger, 2008).

Dodatečné odstraňování fosforu a dusíku je prozatím reálné pouze při čištění odpadních vod na malých čistírnách odpadních vod, velké čistírny naopak fosfor ze splašků většinou neodstraňují. Vedle čistírenských technologií vědci hledají další nové postupy. Objevují se sice přípravky, které mohou dočasně snížit koncentraci dostupného fosforu, jenže tato druhotná řešení eutrofizace jsou značně finančně náročná a především nepoužitelná v praxi (Freidinger, 2008).

Můžeme vybrat tyto body jako základní zásady:

- Důsledné používání bezfosfátových pracích prostředků.
- Dobudování systému čištění odpadních vod v celém povodí, a to včetně stupně pro odstranění fosforu a dusíku.
- Cílenou podporu rozumného zemědělského využívání krajiny: volba vhodných druhů zemědělských plodin, protierozní opatření, nepřehnojování půdy.

## 6 ZÁVĚR

Cílem mé bakalářské práce bylo pojednání a přiblížení problému s eutrofizací a jejím limitujícím prvkem fosforem. V jednotlivých částech mé práce přibližuji problematiku eutrofizace vody, která je v dnešní době velkým problémem. Otázka eutrofizace se netýká pouze středoevropského regionu, ale dnes se jedná o problém globální.

Nejmarkantnější vliv na antropogenní eutrofizaci mají dusík a fosfor. Tyto prvky se ve větším množství do ekosystému dostává především antropogenní činností a do budoucna k tomu může přispět globální oteplení, které změní poměr oxidace již uložených vrstev, což způsobí opětovný vstup dusíku a fosforu do koloběhu.

Eutrofizace povrchových vod je komplexní problém a jeho řešení není jednoduché. Dle mého názoru je významný nástroj pro regulaci eutrofizace legislativa. Její dodržování je jeden z nezbytných kroků, které musíme dodržet, aby problém šíření eutrofizace ve vodách v budoucnu nezneškodňoval naše ekosystémy.

Dalším nezbytným krokem pro zlepšení této situace je prevence. Jedná se především o vlastní znečišťování dusíkem a fosforem, které eutrofizaci způsobují. Chceme-li zabránit eutrofizaci vodních ploch a rozvoji vodního květu, musíme se poohlédnout zpět do povodí a snížit vstup živin ze všech směrů - tedy omezit vypouštění nevyčištěných splašků, spady z ovzduší a vymývání živin z intenzivně hnojených zemědělských půd. Jedním z kroků pro snížení ztrát dusíku při hnojení minerálními hnojivy je volba vhodného hnojiva. Nově vyvinutá organo-minerální hnojiva se vyznačují vysokou přijatelností živin a tím i nízkými ztrátami vyplavením.

V Neposlední řadě je nepostradatelnou i technologická úprava vody. ČOV mají omezené možnosti při čištění vod, ale jsou hlavním nástrojem pro kvantitativní čištění našich vodních zdrojů, které jsou nenahraditelné. Myslím si, že voda je jedna z nejdůležitějších složek celé naší biosféry a je naší povinností ji chránit všemi dostupnými prostředky.

## LITERATURA

BENEŠ, S. (1994): *Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí*, II. část. MZe ČR, Agrospoj Praha.

BERNOT, M. J., TANK, J. L., ROYER, T. V. et DAVID, M. B. (2006): *Nutrient uptake in stress draining agricultural catchments of the midwestern United States*. Freshwater Biology

BLÁHOVÁ, L., ORAVEC, M., ŠIMEK, Z., ŠEJNOHOVÁ, L., MARŠÁLEK, B. & BLÁHA, L. (2008): vodárenská biologie 2008. In vodárenská biologie 2008. Praha. Eds.: AMBROŽOVÁ ŘÍHOVÁ, J.

BRADY, N. C. et WEIL, R. R. (2002): *The Nature and Properties of Soils, thirteenth edition*. Pearson Education Ltd. New Jersey

BRIAND, J. F., RIBOLLOT, C., QUIBLIER-LLOBERAS, C., HUMBERT, J. F., COUTE, A. & BERNARD, C. (2002): *Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France*. Water Research 36(13): 3183-3192.

CARPENTER, S. R., CARACO, N. F., CORRELL, D. L., HOWARTH, R. W., SHARPLEY, A. N. et SMITH, V. H. (1998): *Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen*. Ecological Applications

GOLTERMAN, H. L. (2001): *Fractionation and Bioavailability of Phosphates in Lacustrine, Sediments: a Review*

HASLER, A. D. (1947) Eutrophication of Lakes by Domestic Drainage. Ecology, 28, 383-395

HONG, Y., STEINMAN, A., BIDDANDA, B., REDISKE, R. & FAHNENSTIEL, G. (2006) : Occurrence of the toxin – producing cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in Mona and Muskegon lakes, Michigan. Journal of Great Lakes Research 32(3): 645-652



JARVIE, H. P., WITHERS, P. J. A. et NEAL, C. (2002): *Review of robust measurement of phosphorus in river water: sampling, storage, fractionation and sensitivity*. Hydrology and Earth System

KAŠTOVSKÝ, J., & KOL. *Cylindrospermopsis raciborskii* (OLOSZYNSKA) SEENAYA et SUBA RAJU. [www.sinicearasy.cz/inv./cylindrospermopsis\\_raciborskii](http://www.sinicearasy.cz/inv./cylindrospermopsis_raciborskii) 2007[cited.]

KOČÍ, V., BURKHARD, J. & MARŠÁLEK, B. (2000). Eutrofizace na přelomu tisíciletí. In *Eutrofizace 2000* (ed. V. Kočí), VŠCHT - fakulta technologie ochrany prostředí, Praha.

KOMÁREK, J., (1996): *Klíč k určování vodních květů sinic v České republice*, In *Vodní květy sinic*, MARŠÁLEK, B., KERŠNŠER, V., & MARVAN, P., Editors. Nadatio flos-aquae: Brno.p.22-85

KOPÁČEK, J., BOROVEC, J., HEJZLAR, J., ULRICH, K., NORTON, S. et AMIRBAHMAN, A. (2005): *Aluminium Control of Phosphorus Sorption by Lake Sediments*. Environ. Sci. Technol.

KOPÁČEK, J., PROCHÁZKOVÁ, L., HEJZLAR, J. et BLAŽKA, P. (1997): *Trends and seasonal patterns of bulk deposition of nutrients in the Czech Republic*. Atmospheric Environment

LAKE, B. A., COOLIDGE, K. M., NORTON, S. A. et AMIRBAHMAN, A. (2007): *Factors contributing to the internal loading of phosphorus from anoxic sediments in six Maine, USA, lakes*. Science of the Total Environment

LELLÁK, J. & KUBÍČEK, F. (1991): *Hydrobiologie*. Univerzita Karlova, Praha

LINDSAY, W. L., VLEK, P. L. G., CHIEN, S. H. (1989), *Phosphate minerals*. In“ Dixon JB, Weed SB (eds) *Minerals in soil environments*, 2nd edn., Soil Science Society of America, Madison,

MARŠÁLEK, B., VINKLÁRKOVÁ, D., MARŠÁLKOVÁ, E., (Eds.): *Cyanobakterie 2008*, Sborník konference, Brno, Česká republika 2.-3.4. 2008 str.144 ISBN 978-8086188-26-3

MOORE, D., O'DONOHUE, M., SHAW, G. & CRITCHLEY, C. (2003) : Potential triggers for akinete differentiation in an Australian strain of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (AWT 205/1) *Hydrobiologia* 506 (1-3):175-80.

PADISKA, J., (2003) Estimation of minimum sedimentary inoculum (akinetes) pool of *Cylindrospermopsis raciborskii*: a morphology and life-cycle based method. *Hydrobiologia* 502(1-3): 389-394

PERSSON, G. (2001): *Phosphorus in Tributaries to Lake Mälaren*, Sweden: Analytical Fractions, Anthropogenic Contribution and Bioavailability

PITTER, P. (1999): *Hydrochemie*. Vydavatelství VŠCHT, Praha

SCHEMBRI, M. A., MCNEALE, K. L. & SAINT, C.P. (2001) Identification of genes implicated in toxin production in the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Environmental Toxicology* 16(5): 413-421

SPROBER, P., SHAFIK, H. M., PRESING, M., KOVACS, A. W. & HERODEK, S. (2003): Nitrogen uptake and fixation in the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* under different nitrogen conditions. *Hydrobiologia* 506(1-3): 169-174.

SMITH, V. H., TILMAN, G. D. & NEKOLA, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100,

SCHLESINGER, W. H. (1997), *Biogeochemistry: an analysis of global change*. 2nd edn. Academic, New York

TOLONEN, K. & HOSIAISLUOMA, V. (1978), *Chemical properties of surface water in Finnish ombrotrophic mire complexes with special reference to algal growth*, Ann. Bot. Fennici, 15,

VITOUSEK, P. M. & WHITE, P. S. (1981), *Process studies in succession*. In: West DC, Shugart HH, Botkin DB (eds) *Forest succession, concepts and application*. Springer, Berlin Heidelberg New York,

VITT, D. H., SUZANNE, E. B., TAI-LONG, J. (1995), *Seasonal variation in water chemistry over a bog-rich fen gradient in Continental Western Canada*, Department of Botany, The University of Alberta, Edmonton, AB T6G 2E9, Canada, Sci.

WHO. (2002). Eutrofizace a zdraví, Státní zdravotní ústav, Praha

CENTRUM PRO CYANOBAKTERIE A JEJICH TOXINY (2005) *Sinice a koupání v přírodě. Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny*, [cit. 2011-01-04].

Dostupné z : <http://www.sinice.cz/>.

CONLEY, D. J., SCHELSKE, C. L., & STOERMER, E. F. (1993). Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*,. [cit. 2011-07-04] Dostupné z: Retrieved from <http://www.int-res.com/articles/meps/101/m101p179.pdf>

FREIDINGER, Jan (2008) *Snižování znečištění vod*, Možnosti nápravy [cit. 2011-01-04]. Dostupné z : <http://www.koaliceproreky.cz/temata/snizovani-znecistenivod/>.

GREGOR, J., MARŠÁLEK, B. (2005) Využití nové fluorescenční sondy Fluoro Probe pro stanovení množství fytoplanktonu in situ., [cit. 2011-26-03]. Dostupné z : <http://www.sinice.cz/>.

LUČNÍ SPOLEČENSTVA - INDIKÁTORY ŽIVIN V KRAJINĚ, (2006) *Živiny v krajině*, [cit. 2011-26-03].

Dostupné z : <http://www.daphne.cz/indikacezivin/ziviny.shtml>

SCHINDLER, W., (2008) *Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input*, [cit. 2011-07-04] Dostupné z : <http://espm.berkeley.edu/classes/espm-120/Website/correll1998.pdf>